© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Feuer - Entwertung oder Erneuerung der Großmittler Trockenrasen?

GEORG BIERINGER & NORBERT SAUBERER

Abstract: Wildfires - destruction or regeneration of dry grassland in Grossmittel? As an exception to Central European grasslands, large parts of the dry grassland area of Grossmittel in Lower Austria, south of Vienna, are frequently subjected to fires. Most of these fires are lighted accidently by military training activities and cover areas of up to about 1 km². Since prescribed burning is prohibited by Austrian laws, there is no spatial or temporal fire management. We examined the effects of fire on soil parameters and vegetation by comparing 25 randomly chosen sites with a duration of post-burn succession from 1 to about 20 years. Soil nitrogen content is lower during the first years after fire, whereas soil temperature sums increase. Furthermore we noticed an increase in the total plant species number in conjunction with an increase in total forb cover and a decrease in the cover of grasses and litter. Especially the dominant grass *Bromus erectus*, that seems to be favoured by eutrophication, is damaged by burning. Several xerothermophilous invertebrate species, e.g. the grasshopper *Celes variabilis*, are restricted to young post-burn stages and therefore depend on further management. We therefore recommend a reconsideration of the present ban on fire use in nature conservation in Austria.

Einleitung

In Grasland- und Heideökosystemen spielen natürliche oder vom Menschen gelegte Brände weltweit eine bedeutende Rolle (z.B. COLLINS & WALLACE 1990, HOBBS & GIMINGHAM 1987, HUNTLEY & WALKER 1982). Vor allem in den USA wurde seit den sechziger und siebziger Jahren die Technik des „Kontrollierten Brennens" (prescribed burning) ständig weiterentwickelt und findet heute breite Anwendung (PYNE et al. 1996). In den meisten Staaten Mitteleuropas ist der Einsatz von Feuer in der Land- und Forstwirtschaft sowie in der Landschaftspflege heute jedoch von untergeordneter Bedeutung. In Deutschland etwa ist Kontrolliertes Brennen aktuell fast ausschließlich auf Truppenübungsplätze beschränkt. Auf diesen militärisch genutzten Flächen wird mit gelegten Feuern das Risiko zufälliger Brände im Rahmen des Schießbetriebes hintangehalten, und die Schießbahnen, die bei ungestörter Sukzession verbuschen würden, werden offengehalten (GOLDAMMER et al. 1997b).

Vor allem der Aspekt der Erhaltung offener Landschaften macht das Feuer heute für den Naturschutz zunehmend attraktiv. Viele schutzwürdige Gebiete, die ursprünglich vorwiegend als Hutweiden genutzt wurden, sind seit der Aufgabe dieser Form der Viehhaltung durch das Aufkommen von Gehölzen bedroht. Maschinelle oder gar manuelle Pflegemaßnahmen sind aus Kostengründen oft undurchführbar. Kontrolliertes Brennen kann zumindest in manchen Fällen eine Alternative bilden und die frühere Beweidung in gewisser Hinsicht ersetzen (GOLDAMMER et al. 1997b).

Darüber hinaus existieren in Mitteleuropa auch verschiedene teilweise feuergeprägte Kulturlandschaften, denn vom Mittelalter bis ins 19. Jahrhundert war der Einsatz von Feuer durchaus verbreitet (GOLDAMMER et al. 1997a). In diesen Ökosystemen stellt Feuer einen Teil der traditionellen Bewirtschaftung dar, dessen Fehlen sich nachteilig auswirken kann. Das Feuer diente hier v.a. dem raschen Abbau schwer zersetzbaren pflanzlichen Materials, z.B. überalterter Heidepflanzen oder dicker Streuauflagen, mit dem Ziel einer Verjüngung der Vegetation (etwa in der Lüneburger Heide). Ein früher eher unerwünschter Nebeneffekt des Brennens erscheint heute in Hinblick auf die Eutrophierungsproblematik in Mitteleuropa (ELLENBERG 1989, BIERINGER & SAUBERER 2001) in ganz anderem Licht: der oft beträchtliche Nährstoffaustrag durch Feuer (MARRS 1985, 1993).

Trotz der wachsenden Bedeutung für den Naturschutz sind der feuerökologischen Forschung in Mitteleuropa durch gesetzliche Regelungen enge Grenzen gesetzt. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, muß sich die Wissenschaft hier mit der Untersuchung zufällig entstandener Brände begnügen. Aufgrund der Seltenheit solcher Ereignisse sind die dabei gewonnenen Erkenntnisse oft kaum verallgemeinerbar. In Mitteleuropa besteht daher noch ein erheblicher Forschungsbedarf (GOLDAMMER et al. 1997b). Insbesondere die kontinental getönten Rasengesellschaften sind bisher kaum untersucht (vgl. GOLDAMMER & PAGE 1997). Deutlich besser ist

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

es um die Kenntnis der Feuerwirkungen in den atlantischen Heiden bestellt, v.a. wegen der intensiveren Forschung in Großbritannien, den Niederlanden und Dänemark.

In Österreich sind auch für wissenschaftliche Zwecke Ausnahmen vom Verbot des Brennens nach der geltenden Gesetzeslage nicht möglich (L. Zechner mündl.). Aus naturschutzbiologischer Sicht ist es daher als Glücksfall zu werten, daß am Schießplatz der Prüf- und Versuchsstelle für Waffen und Munition (PVWM) in Großmittel relativ häufig Brände auftreten, die ein Studium dieses Phänomens in einem bislang in dieser Hinsicht kaum untersuchten Lebensraumtyp ermöglichen.

Methodik

Im Jahr 1998 führten wir einen Vergleich von 25 zufällig gewählten Brandflächen durch. Das Alter der Probestellen reichte von jungen Stadien im ersten Jahr nach dem Brand bis hin zu seit mindestens 20 Jahren nicht mehr abgebrannten Flächen. Die einzelnen Brandflächen wurden anhand der Aufzeichnungen der PVWM datiert. In Zweifelsfällen wurde die exakte Verortung durch Vergleich mit Luftbildern des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen überprüft. Um Randeinflüsse von angrenzenden Flächen anderen Alters zu minimieren, berücksichtigten wir nur Brandflächen, die eine Größe von mindestens 1 ha erreichten. Flächen, die weniger als 100 m vom nächsten Waldrand oder Gebäude entfernt waren, wurden aufgrund der möglichen Beeinflussung des Mikroklimas ausgeschlossen (vgl. Bieringer & Zulka 2001).

Von diesen Flächen wurden im März 1998 Bodenproben genommen, die am Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft in Wien analysiert wurden (Wassergehalt, Stickstoff, pH). Darüber hinaus führten wir auf Probequadraten von 25 m^2 Fläche jeweils eine Vegetationsaufnahme nach Braun-Blanquet durch. Mittels einer gefelderten Tafel wurden Schätzwerte für die Dichte des Bewuchses in 10 cm-Stufen erhoben (vgl. Mühlenberg 1993). Entlang eines Maßbandes wurden die Anteile der Bodenbedeckung durch verschiedene Strukturtypen erfaßt. Schließlich haben wir auf 25 x 25 cm großen Plots die Streu entnommen und die lebende Phytomasse unmittelbar über dem Boden abgeschnitten. Die Proben wurden getrocknet und gewogen und dienten als Maß für die gesamte oberirdische Phytomasse.

Die statistische Analyse der Daten erfolgte durch Rangkorrelationstests nach Kendall (Bortz et al. 1990).

Ergebnisse und Diskussion

Verteilung, Ursachen und Ausmaß der Brände in Großmittel

Die Brände am Schießplatz der PVWM zeigen eine deutlich zweigipflige Verteilung mit Maxima im März sowie im Juli/August. Diese Monate fallen mit den beiden Phasen zusammen, in denen die Vegetation am trockensten ist (vgl. Fischer 1961). Vor dem Austreiben der meisten Pflanzenarten im April und Mai besteht fast die gesamte oberirdische Phytomasse aus totem Material, das häufig durch Frosttrocknis extrem dürr ist. Zur Hauptvegetationszeit von April bis Juni ist die Brennbarkeit der frischen Vegetation gering. Im Sommer herrscht hingegen oft eine mehrwöchige Vegetationsruhe, die erst im September mit der Herbstblüte weniger Arten beendet wird. Der Großteil der Gräser verdorrt im Juli und August völlig, und die trockene Vegetation fängt wieder leicht Feuer. Neben dem Zustand der Vegetation beeinflußt auch die Witterung die Brandwahrscheinlichkeit. Je niedriger die Niederschlagsmenge im Verhältnis zur mittleren Temperatur eines Monats, desto höher ist die Anzahl von Bränden (berechnet für die Periode 1983 - 1995: Kendalls τ = -0,11, p = 0,031).

Rund zwei Drittel aller Brände werden direkt durch den Schießbetrieb oder durch Sprengarbeiten ausgelöst. Daneben kommt es aber auch zu Feuern, die nicht unmittelbar auf militärische Aktivitäten zurückzuführen sind. In mehr als 5 % der Fälle wird Selbstentzündung als Brandursache angegeben (wohl durch Glasscherben oder durch Blitzschlag), und in über 20 % aller Brände ist der Auslöser unbekannt, was im allgemeinen ebenfalls auf Selbstentzündung hinweist. Gelegentlich kommt auch Brandstiftung vor. Kontrolliert gebrannt, wie auf deutschen Truppenübungsplätzen, wird in Großmittel nicht.

Das Ausmaß der Brände reicht von wenige Quadratmeter kleinen Feuern, die bei Beschuß entstehen und von selbst wieder ausgehen, bis hin zu 40 oder 50 ha großen Flächenbränden. Im Durchschnitt der Jahre 1986 -

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

1995 kam es etwa einmal im Jahr zu einem Feuer von über 10 ha Größe und etwa viermal zu Bränden zwischen 1 und 10 ha.

Floristische Charakterisierung der Brandflächen

Die erste ausführlichere Darstellung der Flora junger Brandflächen am Schießplatz Großmittel stammt von FARASIN et al. (1989). Allerdings weicht sie von unseren Ergebnissen und den Angaben bei FISCHER (1959, 1995) so eklatant ab, daß für uns nicht nachvollziehbar ist, wie die genannten Autoren zu ihrer Einschätzung kommen. Nach FARASIN et al. (1989) weisen Brandflächen eine artenarme Vegetation auf, in der Gräser dominieren. Die Zusammensetzung der Vegetation wird als hochstabil bezeichnet. Arten wie *Pulsatilla grandis*, *P. pratensis nigricans*, *Iris pumila*, *Aster linosyris* und *Inula ensifolia* fehlen angeblich vollständig.

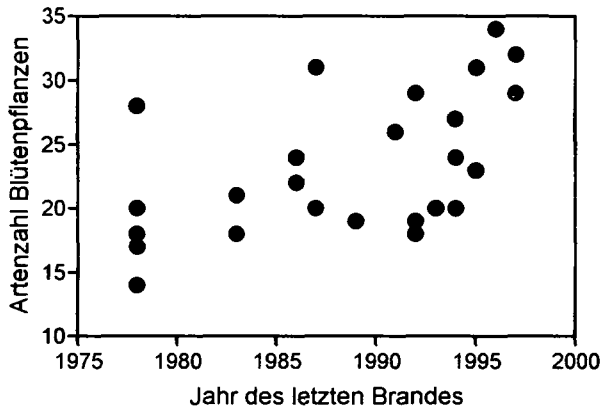

Abb. 1: Beziehung zwischen dem Sukzessionsstadium und der Artenzahl der Blütenpflanzen auf den untersuchten Brandflächen.

Das genaue Gegenteil trifft zu. Junge Brandflächen sind auffallend artenreich (τ = 0,459, p = 0,001; vgl. Abb. 1), der Anteil krautiger Pflanzen ist besonders hoch (τ = 0,367, p = 0,010), und die genannten Arten sind gerade auf Brandflächen optimal entwickelt. (Übrigens sind sie als kennzeichnende Arten der Inula-Jurinea-Variante des Fumano-Stipetums weitestgehend auf den Nordostteil des Schießplatzes beschränkt; siehe SAUBERER & BUCHNER 2001). Von einer Stabilität der Bestände kann keine Rede sein. Vielmehr kommt es zu einer charakteristischen Abfolge verschiedener Stadien:

Während der ersten fünf Jahre nach einem Feuer fällt der niedrige, lückige Bewuchs auf, der besonders krautreich und eher gräserarm ist. Insbesondere *Allium sphaerocephalon* ist für dieses erste Stadium kennzeichnend. Daneben erreichen *Globularia punctata*, *Silene otites*, *Pseudolysimachion spicatum*, *Thymus odoratissimus* und *Scabiosa canescens* hier ihre optimale Entfaltung. In der Inula-Jurinea-Variante bilden die charakteristischen Krautigen oft eindrucksvolle Blühaspekte, v.a. *Aster linosyris*, *Inula oculus-christi* und *Inula ensifolia*. *Bromus erectus* ist selten und fehlt gelegentlich völlig, *Festuca stricta* und *Stipa eriocaulis* weisen tendenziell geringere Deckungen auf als in späteren Jahren. Dafür sind zwei andere Gräser auffallend vertreten, nämlich *Koeleria macrantha* und *Stipa capillata*. Beide Arten sind Störungszeiger, die auch auf von Panzern aufgerissenen Stellen häufig zu finden sind.

Zwischen dem fünften und dem zehnten Jahr liegt das Optimum für *Stipa eriocaulis*. Zur Blütezeit des Federgrases bilden diese Sukzessionsstadien mittelhohe, sehr homogene Bestände, deren Aspekt völlig von den silbrigweißen Grannen des Zierlichen Federgrases beherrscht wird. Für keinen anderen mitteleuropäischen Vegetationstyp ist die Bezeichnung Federgrassteppe so treffend wie für diese mittelalten Brandflächen am Schießplatz Großmittel. Einige Kräuter der ersten Phase treten bereits in den Hintergrund, andere Arten hingegen, wie z.B. *Potentilla arenaria*, erreichen hier ihre höchste Stetigkeit. *Bromus erectus* weist noch deutlich geringere Deckungen auf als *Stipa eriocaulis* und tritt noch nicht auffällig in Erscheinung. In Übereinstimmung mit diesen Ergebnissen gibt WEGENER (1997) an, daß ein Brandrhythmus von 3 - 7 Jahren zu einem besonders üppigen Fruchten der Federgräser führt.

Etwa ab dem zehnten Jahr wird die Vegetation durch die Zunahme von *Bromus erectus* höher und dichter. Der Rasen schließt sich, und etliche konkurrenzschwache Arten werden nun verdrängt. Der Anteil krautiger Pflanzen nimmt daher weiter ab. Allerdings finden sich einige wenige Arten, die offenbar durch Brände geschädigt werden, zum gegenwärtigen Zeitpunkt hauptsächlich in diesen späteren Stadien, so v.a. *Globularia cordifolia*.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Spätestens nach rund 15 Jahren gelangt *Bromus erectus* zur Dominanz. Der Rasen wird ärmer an krautigen Arten und Zwergsträuchern, die Struktur ist grasig-verfilzt und monoton. Auffallend sind die großen Mengen unzersetzter Streu, die die Vegetation regelrecht zu ersticken scheinen. Die Artenzahl erreicht hier ihr Minimum. Obwohl die Bestände immer noch die charakteristische Artenkombination des Fumano-Stipetums aufweisen, sind sie eindeutig als degradierte Stadien zu bewerten (siehe auch BIERINGER & SAUBERER 2001).

Sonderfall Sommerbrände

Dieses vereinfachte Schema wird durch jahreszeitliche Aspekte der Brände modifiziert. Insbesondere für die Teppichsträucher scheint es wichtig, in welchem Monat es brennt. Während Frühjahrsbrände diese Arten tendenziell fördern, werden sie durch Sommerbrände zumeist erheblich geschädigt oder sogar völlig vernichtet (τ = -0,41, p = 0,011). Die Sommerbrandflächen verbindet daher - unabhängig von ihrem Alter - ihre Armut an Teppichsträuchern. Das Zurückdrängen einiger typischer Arten des Fumano-Stipetums - z.B. *Fumana procumbens* oder *Helianthemum canum* - durch Brände während der Vegetationszeit ist einer der gravierendsten Nachteile des Feuers. Sommerbrände führen somit offenbar zu einer gewissen Degradation der Vegetation.

Auffallend ist, daß Flächen dieses Typs in den Aufnahmen von BUCHNER (1976) nicht vertreten sind, obwohl Feuer auch damals im Untersuchungsgebiet nicht selten waren. Das deutet darauf hin, daß sich die Art der Brände in Großmittel geändert haben könnte. Allerdings findet sich in den uns vorliegenden Daten kein Hinweis darauf, daß sich der Anteil der Sommerbrände während der letzten 20 - 30 Jahre vergrößert hätte. Entweder liegt die Änderung im Brandregime noch länger zurück, oder es sind andere Faktoren für die Degradation der Vegetation mitverantwortlich. Denkbar wäre z.B., daß durch die gegenwärtig größere Menge an brennbarem Material (siehe BIERINGER & SAUBERER 2001) die Feuer im Durchschnitt heißer sind und daher eher eine schädigende Wirkung auf verholzte Pflanzen entfalten.

Bodenchemismus

In Hinblick auf die Eutrophierung der Trockenrasen (BIERINGER & SAUBERER 2001) ist von besonderem Interesse, wie sich die Brände auf den Nährstoffhaushalt des Ökosystems auswirken. Als Indikatoren für das generelle Nährstoffniveau wurden der Gesamt-Stickstoff-Gehalt des Bodens und das Trockengewicht der oberirdischen Phytomasse verwendet. Letzteres steht in direktem Verhältnis zu dem relativ schwer meßbaren Faktor der Bodenfruchtbarkeit (MARRS 1993).

Sowohl der Gesamt-Stickstoff als auch die oberirdische Phytomasse erreichen auf jungen Brandflächen ihre niedrigsten Werte (Sticktoff: τ = -0,28, p = 0,046; Phytomasse: τ = -0,77, p < 0,001). Während jedoch der Stickstoff-Gehalt im Boden nach etwa 7 - 8 Jahren einen konstanten Wert erreicht, nimmt das Gewicht der oberirdischen Phytomasse vom ersten bis zum zwanzigsten Jahr nach dem Brand linear zu. Verantwortlich dafür ist die stetige Akkumulation unzersetzter Streu (Abb. 2).

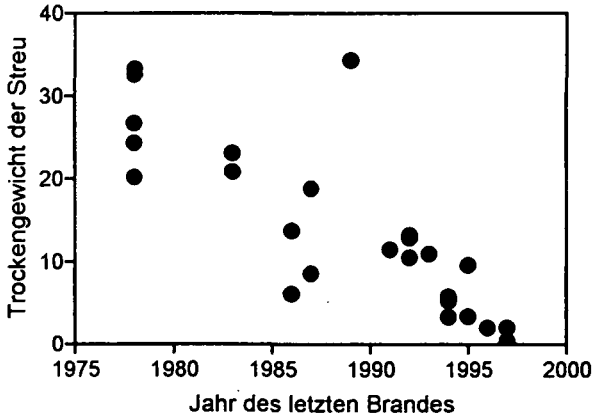

Abb. 2: Akkumulation unzersetzter Streu im Lauf der Sukzession der Brandflächen.

Alles in allem führen die Feuer in Großmittel offenbar zu einem erheblichen Stickstoff-Austrag (vgl. dazu DAUBENMIRE 1968, MARRS 1993). Auf sämtlichen militärisch genutzten Flächen im Steinfeld ist dies im Moment der einzige Weg, auf dem den Rasen Nährstoffe entzogen werden. Umso größer ist die Bedeutung des ökologischen Faktors Feuer für diese Bereiche.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Nicht ganz eindeutig ist der Einfluß der Brände auf den pH-Wert. Ein Trend zur Abnahme des pH-Wertes im Lauf der Sukzession läßt sich zwar vermuten, aber bei der akzeptierten Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % nicht statistisch absichern (τ = 0,028, p = 0,050). Zwar ist eine Erhöhung des pH-Wertes nach Bränden häufig zu beobachten, aber im allgemeinen entsteht ein anderes Muster: Normalerweise steigt der pH-Wert unmittelbar nach einem Feuer an, was auf die basische Wirkung von chemischen Verbindungen zurückgeht, die bei der Verbrennung organischen Materials gebildet werden (Oxide und Carbonate der Erdalkali-Metalle Calcium, Magnesium und Kalium). Allerdings ist dieser Anstieg nur von kurzer Dauer, und nach ein bis zwei Jahren werden in der Regel wieder normale Werte gemessen (DAUBENMIRE 1968, GOLDAMMER 1978). Im Steinfeld stellt sich hingegen kein konstanter Wert ein. Das könnte darauf hindeuten, daß es derzeit zu einer schleichenden Versauerung der Trockenrasen kommt. Auch wenn die Datenlage im Moment alles andere als klar ist, muß dieses Phänomen im Auge behalten werden, da eine Versauerung durch den „Sauren Regen" weitreichende Folgen für die zukünftige Entwicklung der Trockenrasen hätte.

Auswirkungen auf *Bromus erectus*

Eine besonders bemerkenswerte Folge der Brände ist die Zurückdrängung von *Bromus erectus* auf ein Niveau, das jenem vor dem Einsetzen der Eutrophierung der Trockenrasen entspricht (vgl. BIERINGER & SAUBERER 2001). Da *Bromus erectus* in anderen Teilen ihres Verbreitungsgebietes durch Brände kaum geschädigt wird (SCHREIBER 1997), ist anzunehmen, daß nicht die direkte Wirkung des Feuers für den Rückgang verantwortlich ist, sondern die Änderung der Standortsbedingungen.

Neben der Absenkung des Nährstoffniveaus kommt dafür v.a. der Einfluß des Feuers auf die Bodenfeuchte in Frage. Im allgemeinen ist der Wassergehalt des Bodens auf Brandflächen vermindert (DAUBENMIRE 1968). In unserer Untersuchung wies jedoch der Wassergehalt des Bodens keine wesentlichen Unterschiede zwischen verschieden alten Brandflächen auf (τ = -0,21, p = 0,127). Das ist wahrscheinlich auf die gegenseitige Kompensation zweier Effekte zurückzuführen: Die dichtere Vegetation alter Stadien wirkt zwar einerseits als Verdunstungsschutz für den Boden, läßt andererseits jedoch einen erheblichen Teil des Regenwassers gar nicht bis zum Boden durch. Das von der großen Gesamtoberfläche der Stengel und Blätter zurückgehaltene Regenwasser verdunstet direkt von der Vegetation (vgl. DAUBENMIRE 1968). Allerdings besteht ein erheblicher Unterschied in der Winterfeuchte. Die Schneehöhe ist auf jungen Brandflächen geringer als auf älteren (τ = -0,57, p < 0,001), weil der Schnee aus der niedrigeren und lückigeren Vegetation leichter verweht wird (Abb. 3). Das läßt erwarten, daß unmittelbar nach der Schneeschmelze der Wassergehalt des Bodens junger Stadien geringer ist. Je nach dem Zeitpunkt der Schneeschmelze hat das zu Beginn der Vegetationsentwicklung mehr oder weniger große Differenzen in der verfügbaren Wassermenge zur Folge.

Auswirkungen auf die Fauna

Für die Tierwelt sind drei Effekte des Feuers von Bedeutung: Am unmittelbarsten wirkt die Vernichtung aller oberirdisch lebenden und nicht besonders mobilen Organismen. Die Auswirkungen werden jedoch im allgemeinen überschätzt. Ein Großteil der Eier und anderer Entwicklungsstadien, die sich zum Zeitpunkt des Brandes im Boden befinden, überleben das Feuer. Die Bodentemperatur in Tiefen unter 1 - 2 cm steigt bei Grasbränden in der Regel nur wenig an (DAUBENMIRE 1968), so daß keine Schädigung eintritt. Insbesondere Brände im Winterhalbjahr dürften die Populationen der meisten Arten nur geringfügig beeinflussen. Darüber hinaus kommt es zu einer raschen Einwanderung mobiler Organismen von angrenzenden, vom Feuer verschont gebliebenen Flächen.

Für viele Steppenarten positiv sind die Änderung der Vegetationsstruktur und damit des Mikroklimas. Der Anteil nicht von Pflanzenmaterial bedeckten Bodens ist während der ersten 5 - 10 Jahre deutlich erhöht (τ = 0,600, p < 0,001), und es bildet sich ein abwechslungsreiches Kleinmosaik offener und bewachsener Stellen. Zugleich ist die Vegetation niedriger und weniger dicht. Aufgrund der besonderen strukturellen und mikroklimatischen Bedingungen finden sich auf jungen Brandflächen einige Arten, die sonst im Gebiet fehlen. Stellvertretend ist die Pferdeschrecke (*Celes variabilis*) zu nennen, die auf den Großmittler Brandflächen ihr letztes Vorkommen in Mitteleuropa hat. Da die Pferdeschrecke von uns nur auf wenige Jahre alten Brandflächen gefunden wurde, ist zu vermuten, daß ihr ohne die episodischen Feuer die Eutrophierung der Rasen (vgl. BIERINGER & SAUBERER 2001) in Großmittel den Lebensraum entzogen hätte.

Der dritte wesentliche Effekt der Feuer ist die Erhöhung des Blütenreichtums der Vegetation. Das gute Nahrungsangebot durch die Zunahme der insektenblütigen Pflanzenarten auf den Brandflächen ist ein wesentlicher Faktor für die reiche Hymenopterenfauna (siehe MAZZUCCO 2001).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Unter bestimmten Bedingungen können die Brände jedoch für einzelne Arten tatsächlich zu einer ernsten Bedrohung werden, insbesondere wenn sie zur „falschen" Zeit stattfinden. Betroffen sind wenig mobile Arten, deren Fähigkeit zur aktiven Wiederbesiedlung von Brandflächen zu gering sind, um der herrschenden Dynamik zu folgen. Ein Beispiel dafür ist die Österreichische Heideschnecke (*Helicopsis striata austriaca*): Zum einen ist das Überleben der Art davon abhängig, daß die Rasen offengehalten werden (BIERINGER 2001). Brände schaffen also prinzipiell günstige Voraussetzungen für die Österreichische Heideschnecke. Zum anderen können Feuer während der Aktivitätsperiode der Schnecken ganze Populationen empfindlich dezimieren oder sogar völlig vernichten. In den Jahren 1997 - 1999 kam es an zwei Stellen, an denen zuvor Lebendvorkommen festgestellt wurden, zu Sommerbränden. In der Folge konnten in diesen Bereichen keine lebenden Individuen mehr gefunden werden. Die ungesteuerten Brände am Schießplatz Großmittel haben somit der Art zwar das Überleben trotz der Veränderungen der Vegetationsstruktur ermöglicht, werden jedoch wahrscheinlich über kurz oder lang selbst zum Aussterben von *Helicopsis striata austriaca* am Schießplatz führen.

Abb. 3: Vermehrte Abwehung des Schnees von einer jungen Brandfläche im Vergleich zu den angrenzenden Trockenrasen. Foto: G. Bieringer

Resumé

Feuer ist nach unserem derzeitigen Kenntnisstand das einzige finanziell leistbare, großflächig anwendbare und in einem militärischen Übungsgebiet einzusetzende Mittel, um der drohenden Entwertung der Vegetation von Österreichs größtem Trockenrasen entgegenzuwirken. Allerdings haben Brände zu bestimmten Jahreszeiten selbst wiederum negative Auswirkungen auf Flora und Fauna, die aber bislang nur für die Blütenpflanzen und für einzelne Tiergruppen abschätzbar sind. Mittelfristig scheint uns der einzige Ausweg aus diesem Dilemma der Übergang von den derzeit zufällig entstehenden Bränden hin zu einem gezielten Feuermanagement. Durch ein regelmäßige Abbrennen der Streu ließe sich das Risiko ungesteuerter Feuer minimieren, ähnlich der Vorbeugung von heißen Schadfeuern durch gelegte Brände in verschiedenen Waldtypen Nordamerikas (z.B. GOLDAMMER 1978). Dadurch könnten nicht nur negative Auswirkungen auf Vegetation und Tierwelt der Trockenrasen hintangehalten werden, sondern auch die in trockenen Sommern häufigen Unterbrechungen des Schießbetriebes für Löscharbeiten würden deutlich seltener. Eine wesentliche Voraussetzung dafür ist allerdings die Durchführung entsprechender Versuche auf kleineren Flächen, um unter Berücksichtigung der Folgen für die Vegetation und für verschiedene Tiergruppen optimale Brandintervalle und Brandzeitpunkte festzulegen. Allerdings besteht derzeit aufgrund der Gesetzeslage weder die Möglichkeit zur versuchsweisen Anwendung von Feuer im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungen, noch ist des dem Bundesheer oder dem Naturschutz möglich, Feuer gezielt im Flächenmanagement einzusetzen. Eine Änderung der betreffenden rechtlichen Grundlagen - Ermöglichung von Ausnahmen vom Verbot des Brennens unter bestimmten Umständen - wäre daher die unabdingbare Voraussetzung dafür, diesen vielversprechenden Ansatz überhaupt verfolgen zu können.

Danksagung:
Diese Arbeit ist Teil einer Dissertation, die am Institut für Ökologie und Naturschutz, Abteilung für Terrestrische Ökologie und Bodenzoologie, verfaßt wird. G. Bieringer dankt K. Sänger für die Betreuung der Doktorarbeit und für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Literatur

BIERINGER G. (2001): Verbreitung, Lebensraumansprüche und Gefährdung der Österreichischen Heideschnecke (*Helicopsis striata austriaca* GITTENBERGER 1969). In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 205-210.

BIERINGER G. & SAUBERER N. (2001): Die Auswirkungen von Stickstoff-Immissionen auf die Vegetation der Großmittler Trockenrasen. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 235-242.

BIERINGER G. & ZULKA K.P. (2001): Die ökologischen Folgen von Aufforstungen im nördlichen Steinfeld. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 251-259.

BORTZ J., LIENERT G.A., BOEHNKE K. (1990): Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. Springer-Verlag, Berlin. 939 pp.

BUCHNER P. (1976): Primäre und sekundäre Trockenrasen des Wiener Neustädter Steinfeldes. Hausarbeit Universität Wien, Wien. 64 pp.

COLLINS S.L. & WALLACE L.L. (1990): Fire in North American tallgrass prairie. Univ. of Oklahoma Press, Norman.

DAUBENMIRE R. (1968): Ecology of Fire in Grasslands. Adv. Ecol. Res. 5: 209-266.

FARASIN K., SCHRAMAYR G., GRÜNWEIS F.M., HAUSER M., KALTENBACH A., TIEDEMANN F. & PROKOP P. (1989): Biotoperhebung Truppenübungsplatz Großmittel. Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes. Monographien Bd. 10. Umweltbundesamt, Wien. 139 pp.

FISCHER R. (1959): Frühlingszauber der Steppe. Kosmos (Stuttgart) 55: 216-218.

FISCHER R. (1961): Verborgene Schönheiten einer vergessenen Landschaft. Die Steppenheiden des Steinfeldes. Universum (Wien) 16: 415-424.

FISCHER R. (1995): Blütenpracht am Ostsaum der Alpen. Edition Tau, Bad Sauerbrunn. 382 pp.

GOLDAMMER J.G. (1978): Feuerökologie und Feuer-Management. Freiburger Waldschutz-Abhandlungen 1(2): 1-150.

GOLDAMMER J.G., MONTAG S. & PAGE H. (1997a): Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften. Geschichte, Methoden, Probleme, Perspektiven. NNA-Berichte 10(5): 18-38.

GOLDAMMER J.G., PAGE H. & PRÜTER J. (1997b): Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa - Ein Positionspapier. NNA-Berichte 10(5): 2-17.

GOLDAMMER J.G. & PAGE H. (1997): Bibliographie: Feuerökologie in Mitteleuropa. NNA-Berichte 10(5): 175-181.

HOBBS R.J. & GIMINGHAM C.H. (1987): Vegetation, Fire and Herbivore Interactions in Heathland. Adv. Ecol. Res. 16: 87-173.

HUNTLEY B.J. & WALKER B.H. (eds.; 1982): Ecology of Tropical Savannas. Ecol. Stud. 42.

MARRS R.H. (1993): Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions. Adv. Ecol. Res. 24: 242-300.

MAZZUCCO K. (2001): Untersuchungen zur Stechimmenfauna des Truppenübungsplatzes Großmittel im Steinfeld, Niederösterreich (Hymenoptera: Apoidea, Sphecidae, Pompilidae, Vespoidea, Scoliidae, Chrysididae, Tiphiidae, Mutillidae). In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 189-204.

MÜHLENBERG M. (1993): Freilandökologie. 3. Auflage. Quelle & Meyer, Heidelberg. 512 pp.

PYNE S.J., ANDREWS P.L. & LAVEN R.D. (1996): Introduction to wildland fire. Second edition. John Wiley & Sons, New York. 796 pp.

SAUBERER N. & BIERINGER G. (2001): Wald oder Steppe? Die Frage der natürlichen Vegetation des Steinfeldes. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 75-92.

SAUBERER N. & BUCHNER P. (2001): Die Trockenrasen-Vegetation des nördlichen Steinfeldes. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 113-128.

SCHREIBER K.-F. (1997): 20 Jahre Erfahrung mit dem Kontrollierten Brennen auf den Brachflächen in Baden-Württemberg. NNA-Berichte 10(5): 59-71.

WEGENER U. (1997): Feuereinsatz zur Pflege von Trockenrasen. NNA-Berichte 10(5): 54-58.

Anschriften der Autoren:
Mag. Georg Bieringer, Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, Abteilung für Terrestrische Ökologie und Bodenzoologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien
e-mail: georg.bieringer@surfEU.at
Mag. Norbert Sauberer, Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, Abteilung für Vegetationsökologie und Naturschutzforschung, Althanstraße 14, A-1090 Wien
e-mail: saube@pflaphy.pph.univie.ac.at

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at